

TARTU ÜLIKOOL
LOODUS- JA TEHNOLOOGIATEADUSKOND
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Eliisa Pass

**Siirdesoometsade kuivendamise mõju metsise (*Tetrao urogallus*)
pesariüüstele – katse tehispesadega**

Magistritöö

Juhendajad: PhD Asko Lõhmus

MSc Karli Ligi (EMÜ)

Tartu, 2015

Sisukord

1. Sissejuhatus	3
1.1. Maastike teisenemine metsakuivenduse mõjul	3
1.2. Metsakuivenduse mõju linnustikule	5
1.3. Maaspesitsevate lindude pesarüüsterisk kuivendatud maastikul	6
1.4. Metsis kuivendusmetsade uurimise mudelliigina	8
1.5. Tehispesade kasutamine rüüsteriski hindamisel – võimalused ja piirangud	10
1.6. Töö eesmärgid ja hüpoteesid	12
2. Materjal ja metoodika	13
2.1. Uurimisalade valik ning iseloomustus	13
2.2. Katse tehispesadega	13
2.3. Pesarüüstajate esinemissageduse ja liigilise koosseisu hindamine	17
2.4. Struktuuritunnuste kirjeldamine	18
2.5 Andmeanalüüs	19
3. Tulemused	20
4. Arutelu	26
4.1 Pesarüüste seos metsakuivendusega	26
4.2 Pesarüüste võimalik roll metsise arvukuse vähenemisel	28
Kokkuvõte	30
Summary	31
Tänuavaldused	33
Kasutatud kirjandus	34

1. Sissejuhatus

1.1 Maastike teisenemine metsakuivenduse mõjul

20. sajandil kujundati Põhja-Euroopa puutumatu soomaastikke ümber kuivendussüsteemide rajamisega (Päivänen & Hånell, 2012). Kuigi põllumajanduslikku maaparandust teostati juba varasematel sajanditel, ei ole nii intensiivset ja põhjalikku kuivendamist kui möödunud sajandil, varem olnud. Looduslikult mosaiiksed maastikud, kus paiknesid avatud või poolavatud sood, on kuivenduse tagajärjel muutunud homogeensemaks ja sealsed veekogud transformeeriti kuivendamise käigus lineaarseteks kraavideks (Peltomaa *et al.*, 2007).

Põllumajanduslikult vähetootlikes piirkondades leidis kuivendustegevus sageli aset metsanduslikel eesmärkidel, suurendamaks metsade pindala ja puidutagavara: looduslikele määrgaladele rajati liigvee välja juhtimiseks kraavide võrgustikud, kuna liigniiskus takistab oluliselt puude kasvu (Päivänen & Hånell, 2012). Kuivendustöid teostati eeskätt madala boniteediga soometsades ja puissoodes – näiteks siirdesoometsade produktiivsust on kuivendamisega võimalik tõsta kuni 3 boniteediklassi võrra (Lõhmus, 2004). Kraavitatud aladel laguneb turvas ja mullad muutuvad toitainerikkamaks, mille tagajärjel kujuneb välja sekundaarne kõdusoomets (Lõhmus, 2004). 1990. aastate alguseks oli metsade tootlikkuse suurendamise eesmärgil kuivendatud ligi 15 miljonit hektarit Euroopa soodest, kusjuures nendest 90% asuvad Skandinaavias, Venemaal, Briti saartel ning Balti riikides (Holden *et al.*, 2003). Ainuüksi Soomes on kuivendatud 5,4 miljonit hektarit soid ja ligi 25% sealsetest metsadest on tekkinud kuivenduse tagajärjel (Päivänen & Hånell, 2012). Intensiivne kuivendamine lõppes 1980ndate lõpus, kuid rajatud kuivendussüsteemid mõjutavad ökosüsteemi veel aastakümneid.

Eestis hinnatakse kuivendatud metsamaade kogupindalaks erinevate andmete põhjal 550 000 kuni 560 000 ha, mis moodustab veerandi kogu Eesti metsamaast (Kaisel & Kohv, 2009). Kuivenduse tõttu ohustatuimad sootüübid on inimtegevusest mõjutamata minerotroofsed allikasood (Eestis säilinud 250-500 ha), liigirikkad madalsood (Eestis säilinud 5000-8000 ha, Ilomets & Pajula, 2004) ning looduslikud siirdesoometsad (Eestis säilinud 8000-10 000 ha, Ilomets, 2005). Seejuures moodustavad siirdesoo- ja rabametsad riigimetsadest vaid 3,8 % (Adermann & Tamm, 2013), kuid teostatud kuivenduse tõttu suureneb kõdusoometsade pindala (10,9 % riigimetsadest) eriti just siirdesoometsade arvelt (Lõhmus, 2004).

Metsakuivenduse mõju keskkonnatingimustele ja puidutootlikkusele on uuritud põhjalikult, kuid kuivenduse pikaajalised mõjud elustikule on väheuuritud valdkond (Remm *et al.*, 2013).

Muuhulgas on vähe uuritud metsakuivenduse tagajärgi selgroogsetele. Teadmised kuivenduse mõjust lindudele ja imetajatele põhinevad enamasti vaid loendusandmetel - liikidevahelisi suhteid ja teisi ökoloogilisi mehhanisme pole seni uuritud. Siiski on jõutud üldisele järeldusele, et kuivendustegevus muudab aeglaselt, ent põhjalikult kogu algset ökosüsteemi (Laine *et al.*, 1995; Remm, 2015).

Kuivendusjärgsete keskkonnamuutuste tagajärjel teiseneb kraavitatud ala taimestik - soodele omane taimestik väheneb metsataimede osatähtsuse arvelt. Siirdesoometsades väheneb 20 aastat pärast kuivenduskraavide rajamist liigirikkus märgatavalt kuivenduseelse elupaigatüübi liikide arvelt, ent ka 30 aastat pärast intensiivset kuivendust pole välja kujunenud stabiilset taimekooslust. Samuti on iseloomulik alusmetsa ning puhmarinde osakaalu suurenemine (Hotanen *et al.*, 2006). Pärast kuivendust on kõige märgatavamad muutused sammalde liigilises koosseisus: kuivenduse tagajärjel võib turbasammalde katvus väheneda umbes 20 korda, asendudes tüüpiliste metsaliikidega (Laine *et al.*, 1995). Eestis on soo-elupaikade kuivendamise tagajärjel elupaiganõudlike ja inimpegllike turbasammalde (loigu-turbasammal (*Sphagnum inundatum*), Wulfi turbasammal (*Sphagnum wulfianum*)) leiukohti hävinenud ja liigid muutunud haruldaseks (Kaisel & Kohv, 2009).

Sellegipoolest võib kuivendatud metsade elustik olla üsna liigirikas – muuhulgas on kõdusoometsad mitmete käpaliste (*Orchidaceae*) kasvukohaks (Lõhmus & Kull, 2011). Kuivenduse tagajärjel suureneb puudevõra liituvus (Abolina *et al.*, 2001, Hotanen *et al.*, 2006), mistõttu tekivad sekundaarsesse metsa uudsed varjulisemad valgustustingimused. Taoline sündmuste käik loob tingimused uutele liikidele (Remm *et al.*, 2013). Sageli on täheldatud, et pärast kuivendamist suureneb liigirikkus generalistlike liikide arvelt, kuna niiskuslembestele spetsialistliikidele kuivendatud metsad ei sobi. Maastiku tasemel tähendab antud olukord liigilise koosseisu ühtlustumist soo-elupaikade kadumise tõttu (Lachance *et al.*, 2005).

1.2 Metsakuivenduse mõju linnustikule

Kuivendusjärgsete taimestikumuutuste tõttu muutuvad põhjalikult ka lindude elupaigad (Väisänen & Rauhala, 1983; Lachance *et al.*, 2005). Nii metsastumine kui ka soometsa teisenemine vähendavad soolindude arvukust (Lachance *et al.*, 2005), kusjuures isegi osaline metsastamine võib tähendada elupaiga killustamist linnuliikidele, kes pesitsevad ainuüksi soodes (Stroud & Reed, 1986). Rae raba linnustikule Eestis mõjus märgatavalt ka lühikest aega kestnud servakuivendus (Mank, 1953). On teada juhtumeid, kus pesitsusala lähedal teostatud kuivendamise järel on märgatavalt vähenenud või sootuks kadunud heletildri (*Tringa nebularia*) (Väisänen & Rauhala, 1986) ja rabapüü (*Lagopus lagopus*) (Peterson, 1987) asurkonnad. Samuti on leitud, et soodes pesitsevad kurvitsalised (sh vähearvukad suurkoovitaja (*Numenius arquata*) ja rüüt (*Pluvialis apricaria*) väldivad sekundaarse puistuga piirnevaid alasid (Stroud & Reed, 1986). Seega toimivad ka kuivendamata jäetud soo-laigud pärast suuremahulist maastikukuivendust killustunud jäänuk-elupaikadena.

Kuivendustundlikud on ka vanade soometsade spetsialistliigid. On teada, et vanasid metsasid eelistavad linnuliigid nagu metstilder (*Tringa ochropus*), musttihane (*Parus ater*) ja sabatihane (*Aegithalos caudatus*) (Rosenvald *et al.*, 2011), aga ka metsis (*Tetrao urogallus*) (Viht & Randla, 2001), pesitsevad sageli just vanades kuivendamata soometsades. Kuigi tegemist ei ole otseselt sooliikidega, muudab metsakuivendus ka nende elupaiksid.

Kuivendamisest tingitud elupaigamuutuste mõju on märgatavaim suurte pesitsusterritooriumitega inimpelgurite puhul. Šotimaal vähenes pärast avamaastiku metsastamist kaljukotka (*Aquila chrysaetos*) arvukus drastiliselt (Marquiss *et al.*, 1985). Ka musta toonekure (*Ciconia nigra*) arvukuse langust Eestis seostatakse kuivendusevõrgustike rajamisest tingitud looduslike vooluveekogude hävimisega. Aastatel 1958-1975 kuivendati suur osa musta toonekure looduslikest toitumisaladest. Seetõttu arvatakse, et kuna kuivenduskraavid juhivad vee kiiresti ära, on suviseks poegade toitmise ajaks toidubaas oluliselt vähenenud (Lõhmus & Sellis, 2001).

Pärast kraavide rajamist suureneb kuivemat metsa eelistavate linnuliikide arvukus, mistõttu kuivendatud aladel lindude liigirikkus oluliselt ei vähene (Väisänen & Rauhala 1983). Kui võrreldi Rae raba linnustikku enne ja pärast 30-aastast kuivendust, ilmnes, et inimpelglikud sooliigid (suurkoovitaja, heletilder) on kuivenduse käigus asendunud paindlikemate ja koguni inimasustustega seotud värvulistega (näiteks talvike (*Emberiza citrinella*) ning muusträstas (*Turdus merula*) (Peterson 1987). Ka Väisäneni ja Rauhala (1983) tööst selgus, et rabamännikute kuivendamine soodustab üldlevinud generalistlike linnuliikide arvukuse

suurenemist näiteks metsvindil (*Fringilla coelebs*), salu-lehelinnul (*Phylloscopus trochilus*) ning vainuräстал (*Turdus iliacus*). Siit järeldub, et kuivendus ühtlustab maastiku tasemel linnustiku liigilist koosseisu.

1.3 Maaspesitsevate lindude pesarüüsterisk kuivendatud maastikul

Pesade rüüstamine mõjutab oluliselt lindude sigimisedukust ja võib seetõttu mõjutada kogu populatsiooni elujõulisust (Martin, 1993). Eriti ohus on maaspesitsejad, kuna nende pesad on imetajatest kiskjatele hõlpsasti ligipääsetavad (Storch, 1991; Bayne *et al.*, 1997; Lahti, 2001). Seniste uurimustulemused näitavad, et Euroopas on peamised kurnarüüstajad väikekiskjad, vähem vareslased (tabel 1). Andréni (1992) uurimusest selgus muuhulgas, et inimasustustest ja teedest eemal rüüstavad pesi pigem ronk (*Corvus corax*) ja pasknäär (*Garrulus glandarus*), kuid inimasustuste lähedal ja metsaservades pigem hallvares (*Corvus corone cornix*).

Tabel 1. Maaspesitsevate lindude peamised kurnarüüstajad Euroopas läbi viidud uurimuste põhjal

Liik	Piirkond	Uuritud linnuliik	Autor ning aasta
Punarebane, metsnugis	Baierimaa	Metsis	Storch, 1991
Kärplased, vareslased	Karpaatia	Metsis, laanepüü	Saniga <i>et al.</i> , 2002
Punarebane, metsnugis, hallvares	Šotimaa	Metsis, teder	Summers <i>et al.</i> , 2004; 2009
Punarebane	Tšehhi	-	Šalek <i>et al.</i> , 2004
Punarebane, metsnugis	Norra	Metsis	Wegge <i>et al.</i> , 2012
Punarebane	Soome	Metsis, teder, laanepüü	Ludwig <i>et al.</i> , 2008; 2010
Punarebane, hallvares	Norra	Rabapüü, teder	Einarsen <i>et al.</i> , 2008
Metssiga	Tšehhi	Põllumajandusmaastiku maaspesitsejad	Svobodová <i>et al.</i> , 2012

Maaspesitsejate pesarüüstet on küll uuritud lageraiete või põldudega killustatud metsamaastikel (Storch, 1991; Huhta *et al.*, 1998; Wegge *et al.*, 2012), kuid mitte kuivendatud aladel. Seni ainsast kuivendatud maastikul läbi viidud uuringust selgus, et 4 aasta jooksul rüüstati kraavitatud aladel oluliselt rohkem tetrede kurnasid kui kraavitamata aladel (Ludwig *et al.*, 2010). Samuti leiti, et Lõuna-Soome kraavitatud maastikutes on vähenenud nii metsise, tedre kui ka laanepüü arvukus (Ludwig *et al.*, 2008).

Kuivendatud metsamaastikus võib esineda kõrgem rüüsterisk, kuna majandatud (sh kuivendatud) metsades suureneb generalistlike väikekiskjate arvukus (Ludwig *et al.*, 2010). Väikekiskjaid võib meelitada kuivendatud alale näriliste arvukuse suurenemine: eriti uruhiired (*Microtus* spp.) eelistavad tihedat põõsastikku ning alusmetsa (Ludwig *et al.*, 2008; Seibold *et al.*, 2013), mis on kraavivõrgustikega aladele iseloomulik nähtus (Väisänen & Rauhala, 1983). Närilised on generalistlike väikekiskjate eelistatuim saak (Angelstam *et al.*, 1984). Seetõttu võib närilistevaesel aastal rüüsterisk suurened, kuna kiskjad võivad ümber lülituda alternatiivsele saagile, milleks on ka maaspesitsejate kurnad (Saniga *et al.*, 2002; Šálek *et al.*, 2004; Albrecht *et al.*, 2006). Samuti kaasnevad kuivenduskraavidega hea horisontaalse nähtavusega metsasihid, kus on rüüsterisk oluliselt kõrgem (Huhta *et al.*, 1998). Samuti võivad kraavisihid olla kiskjatele headeks liikumiskoridorideks (Remm *et al.*, 2013).

Korduvalt on näidatud, et kõrge taimeistik võib rüüsteriski vähendada (DeLong *et al.*, 1995; Huhta *et al.*, 1998): on kindlaks tehtud, et puhmastiku ning alusmetsa puudumine on selgelt olulisem rüüsteriski suurendaja kui turismimajandusega kaasnev väikekiskjate rohkus (Seibold *et al.*, 2013). Alusmetsa ning põõsastiku tihenemine on iseloomulik ka kuivendatud aladele (Hotanen *et al.*, 2006), kuid rüüsteriski vähenemist selle tulemusel pole veel näidatud. Imetajatel on pesi keerukam leida, kuna tihe vegetatsioon hajutab lõhnasignaale (Seibold *et al.*, 2013) ning raskendab pesa visuaalset leidmist. Kuna tüüpilised pesarüüstajad ei ole spetsialiseerunud pesade otsimisele, vaid rüüstavad kurnasid pelgalt juhuslikul leidmisel, on tihedasse taimeistikku munetud kurn raskemini leitav (Šálek *et al.*, 2004; Seibold *et al.*, 2013). Sellegipoolest ei pruugi alusmetsa ning puhmastiku tihedus mõjutada rüüsteriski juhul, kui uuritav ala pole kiskjatele ligipääsetav: kuivadel ning ligipääsetavadel aladel rüüstati pesi oluliselt rohkem kui üleujutatud ning raskesti ligipääsetavadel aladel, olenemata seejuures pesa nähtavusest (Báldi, 2004). Looduslikes soodes leidub enam ligipääsmatuid piirkondi kui kuivendatud aladel, mistõttu võib see kuivendatud alade rüüsteriski kaudselt tõsta.

Rüüsteriski kujunemisel loetakse oluliseks teguriks ka elupaikade killustumist (Storch, 1991; Andrén, 1992). Kuivendussüsteemide rajamine võib põhjustada elupaiga killustumist, kui

metsastatud aladele jäävad üksikud soo-laigud (Stroud & Reed 1986; Wilson *et al.*, 2014). Elupaigalaikude äärealadel esineb servaepekt, suurem liigirikkus ning isendite arvukus, mida üldiselt peetakse pesarüüsteriski suurendavaks teguriks (Angelstam, 1986), kuid kuivendatud metsa ning soo vahel pole seda veel näidatud. Eraldatud ning väikese pindalaga soo-laike keset kuivendatud metsamaastikku võib pidada kiskjatele soodsateks toitumisaladeks, kuhu koonduvad soo-elupaikadele iseloomulikud maaspesitsejaid (Stroud & Reed, 1986). Samuti puudub taolistes laikudes kuivendatud metsale omane tihe alusmets, mis takistab pesa leidmist (Huhta *et al.*, 1998; Šálek *et al.*, 2004). Mõningast killustumist võivad tekitada ka kuivendatud metsades sageli teostatavad lageraied, kuid raiesmikest tingitud rüüsteriski suurenemine pole sugugi kindel. On uurimusi, mis on seda kinnitanud, kuid enamik seni avaldatud töödest pole statistilist olulisust leidnud (Lahti, 2001).

Kokkuvõtteks võib avaldatud uurimuste põhjal järeldada, et kuivendatud aladel võivad maaspesitsejate pesarüüsteriski mõjutada korraga nii alt-üles (*bottom-up*), kui ka ülalt-alla (*top-down*) efektid. Esimene neist seostub vegetatsiooni teisenemisega, teine aga kiskjate arvukuse suurenemisega (Ludwig *et al.*, 2008). Kõrge rüüsteriski korral on linnud sunnitud elupaika vahetama (Storch, 1994), mis võib kogu populatsiooni seada uudse evolutsioonilise valikusurve alla (Hoover, 1996).

1.4 Metsis kuivendusmetsade uurimise mudelliigina

Metsis (*Tetrao urogallus*) on kanaliste seltsi kuuluv maaspesitseja, kelle eelistatuid elupaikad on vanad, vähemalt 100- aastaseid männikud (Sjöberg, 1996). Samuti väldib metsis tihedat alusmetsa, kus pole piisavalt lennuruumi - koguka linnuna (kuke kaal 3,6 – 6,7 kg, kana kaal 1,5 – 2,5 kg; Klaus, 1989) on tal raske tiheda alusmetsaga puistus manööverdada. Ehkki kanad siirduvad pesitsema ka noorematesse, 60-80-aastastesse männikutesse, on metsise sigimisedukuse seisukohalt siiski hõredad, jändrike mändidega metsad vajalikud, kuna liigile iseloomulikud paaritumisrituaalid (metsisemängud) leiavad kõige sagedamini aset just seal (Viht & Randla, 2001; Saniga, 2003). Metsisele on vajalik ka mustika (*Vaccinium myrtillus*) olemasolu, kuna mustikavõrsed on täiskasvanud isenditele tähtsaimaks toidutaimeks (Broome *et al.*, 2013). Samuti toituvad metsisetibud oma esimestel elunädalatel mustikal, vähem teistel kanarbikulistel (*Ericaceae*) elunevatest putukavastsetest (Wegge & Kastdalen, 2008; Broome *et al.*, 2013). Metsise elupaigauuringud on näidanud, et just vanades männikutes on nii mustika katvus, kui ka metsise esinemise tõenäosus kõige suurem (Saniga, 2003; Wegge & Kastdalen, 2008). Taolisi tingimusi pakuvad Eestis nii vanad rabastuvad

männikud kui ka samblasoomännikud ning näiteks Alutagusel moodustasid metsise püsielupaikadest 46% just rabastuvad männikud ning 33% samblasoometsad (sh siirdesoometsad, Viht & Randla, 2001).

Metsise levila on 19. sajandi lõpust kahanenud kogu Euroopas ligi poole võrra, kusjuures arvukuse languse peamine põhjus on intensiivne metsamajandus (Marcström, 1986; Storch, 1994). Vanade metsade killustamist lageraietega ning muud inimtegevust peetakse metsise elupaigakvaliteeti halvendavateks teguriteks (Viht & Randla, 2001, Wegge *et al.*, 2012). Eriti suur arvukuse langus on toimunud Kesk-Euroopa populatsioonis (Storch, 2000). Intensiivselt majandatavas Augustowi metsas, kus paikneb hinnanguliselt 10% Poola metsisepopulatsioonist, on üle 100-aastaseid puid säilinud kõigest 5%. Kõnealuses metsas vähenesid 20.sajandi teisel poolel metsisemängude suurused poole võrra ning kukkede arv vähenes keskmiselt 3 isendi võrra aastas (Zawadzki *et al.*, 2012). Ka Fennoskandia lõunaosas, eriti Soomes, on toimunud ulatuslik populatsioonide hõrenemine (Marcström, 1986; Wegge *et al.*, 2012), samas Põhja-Fennoskandias, kus on säilinud rohkem puutumata metsi, pole vähenemist täheldatud (Marcström, 1986). Šotimaa asurkond vähenes ainuüksi 1990ndatel 2000-3000 isendilt 1000 isendini (Moss *et al.*, 2001). Eesti metsisepopulatsiooni tabas suurim langus aastatel 1960-1970, kui kukkede arvukus kahanes hinnanguliselt 5500 isendilt 2800 isendini. Aastal 1994 arvati inventeerimisandmete põhjal Eesti metsisekukkede arvukuseks 2000-3000 isendit ning 2000 aastal hinnati kanade arvukuseks 1300 isendit. Viimase 25 aasta jooksul on mängu keskmine suurus kahanenud vähemalt 26,7% võrra (Viht & Randla, 2001).

Pärast kuivendussüsteemide rajamist on paljudes Soome ning Eesti piirkondades täheldatud metsise arvukuse vähenemist, kuid metsakuivenduse mõju arvukuse langusele pole tänaseni fikseeritud. Metsis on elupaiga struktuurimuutuste suhtes tundlik liik (Marcström, 1986), mistõttu mõjutab tema elupaigakvaliteeti ka vanade soometsade kuivendamine. Pärast kuivenduskraavide rajamist muutub alusmets oluliselt tihedamaks, mis vähendab metsisele vajalikku lennuruumi (Viht & Randla, 2001) ja samuti võivad kanaliste tibusid kuivenduskraavidesse uppuda (Ludwig *et al.*, 2008). Eestis on metsise elupaikadest kuivenduse tagajärjel vähenenud kõige enam siirdesoometsade pindala (Lõhmus, 2004).

Metsise arvukuse languse üheks põhjuseks võib olla metsade killustamise (Storch 1991; Andren 1992; Wegge *et al.*, 2012) või kuivendamisega kaasnev kiskjate arvukuse tõus (Ludwig *et al.*, 2010). Poolas leiti intensiivselt majandatud piirkonnas, et 77% hukkunud metsisekukkedest olid rebaste murtud (Zawadzki *et al.*, 2012). Norras teostatud metsise elupaigauuringutest selgus, et metsiste vähene reproduktiivsedukus on tingitud mitte

elupaikade otsestest muutustest, vaid kiskjate kõrgest arvukusest (Wegge & Rolstad, 2011). Eriti ohus olid väikese lennuvõimega tibud, kellest esimesel elukuul murti 57%.

Lisaks metsisele on Euroopas aastakümneid kahanenud ka teiste metsakanaliste arvukus, mille üheks võimalikuks põhjuseks on soode ning soometsade kuivendamine (Ludwig *et al.*, 2008). Soomes 1966-1988 aastatel kogutud andmetest selgus, et pärast kuivenduskraavide rajamist on peale metsise vähenenud ka tedre (*Tetrao tetrix*) ning laanepüü (*Tetrastes bonasia*) arvukus (Ludwig *et al.*, 2008). Eestis on viimasel aastakümnel tedre arvukuse langus kiirenenud: veel 1990ndate lõpus hinnati tedre arvukuseks 10 000 – 20 000 isendit (Elts *et al.*, 2003), kuid 2012 aasta seisuga on hinnanguline arvukus kahanenud 4000-6000 isendile (Elts *et al.*, 2013). Tedre ohutegurid on üldjoontes sarnased metsise omadega, kuid ta eelistab elupaigana noori kaserohkeid soometsi ja –servasid (Wegge & Kastdalen, 2007). Kuigi kuivendussüsteemide rajamine on põhjalikult muutnud ka tedre elupaikasid, mõjutab metsakuivendus metsist kaudselt enam, kuna vanad okasmetsad on kannatanud ulatuslikuma majandamise all (Marcström, 1986; Wegge & Kastdalen, 2007).

Metsise arvukuse kaudu saab hinnata ka teiste sarnaste elupaikade liikide olukorda. Nii metsise kui ka tedre arvukuse vähenemine on kaudselt mõjutanud näiteks soomassiivides pesitseva kaljukotka elupaigakvaliteeti, kuna hinnanguliselt moodustavad just metsis ja teder ligi 50% kaljukotka toidubaasist (Sein, 2013). Metsist on tema ruumivajaduse ning spetsiifilise elupaigavaliku tõttu peetud ka katusliigiks – Euroopas jagavad temaga sarnast elupaika näiteks ka laanerähn ning värbkakk (Suter *et al.*, 2002).

1.5 Tehispesade kasutamine rüüsteriski hindamisel – võimalused ja piirangud

Pesarüüsteriski hindamiseks on aastakümneid kasutatud tehispesasid (King *et al.*, 1999), kuna tegemist on võrdlemisi efektiivse, mitteinvasiivse ning odava meetodiga (Batáry *et al.*, 2014). Looduslike pesade pidev jälgimine võib häirida pesitsevaid vanalinde, mis on ohustatud liikide puhul looduskaitse seisukohalt lubamatu. Samuti võib vähearvukate liikide pesi olla liiga vähe, et saada usaldusväärset andmestikku (Villard & Pärt, 2004)

Vaatamata laialdasele kasutusele on tehispesade kasutamist ka ohtralt kritiseeritud. Looduslike linnupesade ning tehispesade rüüstetasemeid võrdlevatest eksperimentidest on leitud, et tehispesad võivad tegelikku rüüsteriski üle hinnata. Tehispesadel puudub mune kaitsev vanalind, mistõttu on kiskjatel hõlpsam pesi rüüstata. (Storaas, 1988; Burke *et al.*, 2004, Purger *et al.*, 2004). Rüüsteriski ülehindamine võib tuleneda ka tehispesa paremast

nähtavusest kiskjale (Storaas, 1988; Huhta *et al.*, 1998; Purger *et al.*, 2004). Samuti on näidatud, et tehispesaga kaasnev inimlõhn mõjub kiskjatele peibutavalt (Whelan *et al.*, 1994). Katsed tehispesadega võivad tegelikku rüüsteriski aga ka alahinnata, kuna uurija võib tehispesad asetada paikadesse, kuhu kiskjad ei pruugi sattuda (Ortega *et al.*, 1998).

Enamasti on suurte kanaliste pesarüüste uurimiseks asetatud munad maapinna sisse lohukesse ning vooderdatud loodusliku materjaliga (Storch, 1990; Summers *et al.*, 2004). Värvuliste puhul on kasutatud ka vitstest punutud korvikesi (Ortega *et al.*, 1998). Sageli on tehispesi vooderdatud lehtedega või kuluga, et neid looduslähedasemaks muuta. Samal põhjusel on pesi vooderdatud samblaga, kanasulgedega või koguni põhjapõdrakarvadega (Huhta *et al.*, 1998). Tehispesadesse asetatakse kõige sagedamini põldvuti (*Coturnix coturnix*) mune (Burke *et al.*, 2004), kuid suuremate kanaliste pesarüüste uurimiseks kasutatakse kanamune (Villard & Pärt, 2004). Paljud uurijad peavad oluliseks, et inimlõhn ei satuks tehispesa munadele. Seetõttu on pesade käsitlemisel kasutatud kummikindaid ning enne katset munasid väljas õhutatud (Purger *et al.*, 2004).

Pesarüüstajate tuvastamiseks on lisaks linnumunadele asetatud tehispesasse ka pehmeid plastiliinist või vahast mune, kuhu jäävad rüüstajate hamba- või nokajäljed (Baldi, 2004; Summers *et al.*, 2004). Pehmetesse tehismunadesse jäänud jälgede abil on võimalik rüüstaja liigi tasemeni ära määrata – näiteks on rüüstatud munadel olevaid hambajälgi võrreldud munadega, mida olid hammustanud vangistuses elavad kiskjad (Summers *et al.*, 2004). Siiski võib pehmete munade kasutamisel rüüsteriski üle hinnata (Burke *et al.*, 2003; Purger *et al.*, 2004), kuna pehmeid tehismune võivad hammustada ka närilised, kes ei suudaks purustada kõva koorega linnumunasid (Purger *et al.*, 2004).

Kuna tehispesad erinevad looduslikest pesadest, ei saa neid kasutada kiskjate arvukuse hindamiseks (Villard & Pärt, 2004). Siiski on tehispesadega efektiivne võrrelda suhtelist rüüsteriski erinevate elupaikade (Purger *et al.*, 2004), kõrgusgradientide (Burke *et al.*, 2004), või inimtegevusest mõjutatud maastike vahel (Purger *et al.*, 2004; Seibold *et al.*, 2013). Täpsemate tulemuste saamiseks on tarvis kasutada kiskjate tuvastamiseks rajakaameraid (Baynes, 1997), teostada süsteemseid kiskjate vaatlusi (Summers *et al.*, 2004; Wegge *et al.*, 2012) või kasutada hauduvate lindude jälgimiseks telemeetrilisi meetodeid (Ludwig *et al.*, 2010).

1.6 Töö eesmärgid ja hüpoteesid

Käesolev töö hindab võrdlevalt maaspesitsejate pesarüüsteriski kuivendatud ja kuivendamata metsamaastikus, mille peamiseks eesmärgiks on paremini mõista metsisele avalduvat pesarüüstet. Rüüsteriski hindamiseks korraldati esmakordselt tehispesakatse kuivendatud ökosüsteemis. Hüpoteeside püstitamisel lähtuti loenduste ja telemeetriliste meetoditega varem leitud, et kanalistel on kuivendatud maastikus väiksem sigimisedukus kiskjate arvukuse suurenemise tõttu (Ludwig *et al.*, 2008; 2010). Nende tööde autorid keskendusid eelkõige tetrede elujõulisusele kuivendatud maastikus, kuid tedre elupaigaeelistus erineb mõnevõrra metsise omast (Wegge & Kastdalen, 2007). Hüpoteesideks püstitati, et:

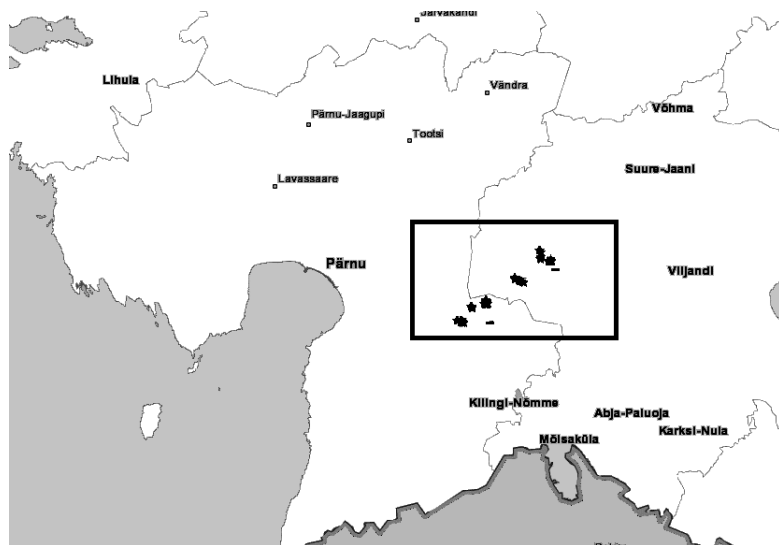
1. Kuivendatud aladel on maaspesitsejatele langev rüüsterisk suurem kui kuivendamata aladel. Kuigi tihe alusmets on kuivendatud aladel rüüstet vähendav tegur, tundub avaldatud kirjanduse järgi kiskjate arvukuse suurenemine olevat mõjusam rüüsteriski kujundaja (Wegge & Rolstad, 2011).
2. Kuivenduskraavide vahetus läheduses on rüüsterisk suurem. Horisontaalsetel metsasihtidel on suurem nähtavus (Huhta *et al.*, 1998) ning kiskjad võivad kasutada sihte liikumiskoridoridena.
3. Kuivendatud aladel on kõrgem rüüsterisk, kuna seal on väikekiskjate arvukus suurem (Ludwig *et al.*, 2008;2010).
4. Kuivenduskraavi kaugus mõjutab pesarüüste seisukohalt olulisi vegetatsiooniparameetreid, milleks on a)puudevõra liituvus (Wegge *et al.*, 2012), b)horisontaalne nähtavus 1m kõrguselt (Martin & Joron, 2003) ning c)puhmastiku tihedus (Seibold *et al.*, 2013).

2. Materjal ja metoodika

2.1. Uurimisalade valik ning iseloomustus:

Uuringud viidi läbi kuivendatud metsades Soomaa rahvusparkis ning kuivendamata soometsades Öördi ning Saessaare rabade servades. Esmalt valiti kuus umbes 10-20-hektarilist kuivendatud ala, kus peapuuliigiks on mänd ning kus eeldati metsise esinemist. Uurimisalade valikul lähtuti avalikus metsaregistris olevatest takseerikirjeldustest ning ortofotodest (metsaregister: <http://register.metsad.ee/avalik/>) ning metsisemängude paiknemisest 0,5-3 km kaugusel. Kuivendatud uurimisaladest kolm paiknesid üksteise naabruses Vanaveski metsisemängu läheduses (V1, V3r, V3v) ning ülejäänud kolm Räksi metsisemängu lähistel (R2, R3r, R3v, joonised 3-4). Seejärel valiti mõlemal maastikul võrdluseks üks looduslik kuivendamata ala (Öördi ning Saessaare rabade servades).

Kontrollalade valikul lähtuti põhimõtetest, et tegemist oleks kuivendamata siirdesoometsadega, kust lähim kraav jääks vähemalt 150 m kaugusele. Sealjuures jälgiti, et kontrollalad oleksid võimalikult lähedal uuritavatele kuivendatud aladele ning kõrvaliste faktorite (suured maanteed, inimasustused) mõju oleks minimaalne.



Joonis 1. Uurimisalade asukoht Eesti kaardil.

2.2. Katse tehispesadega

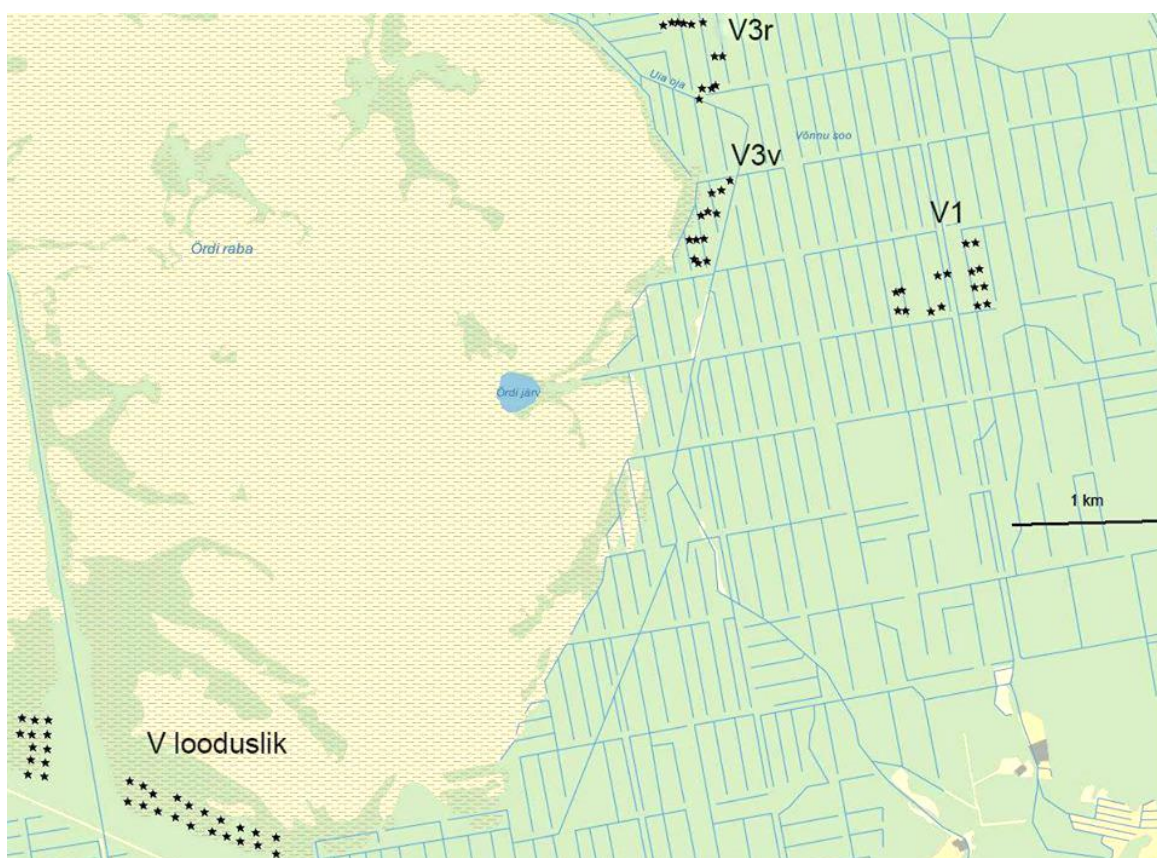
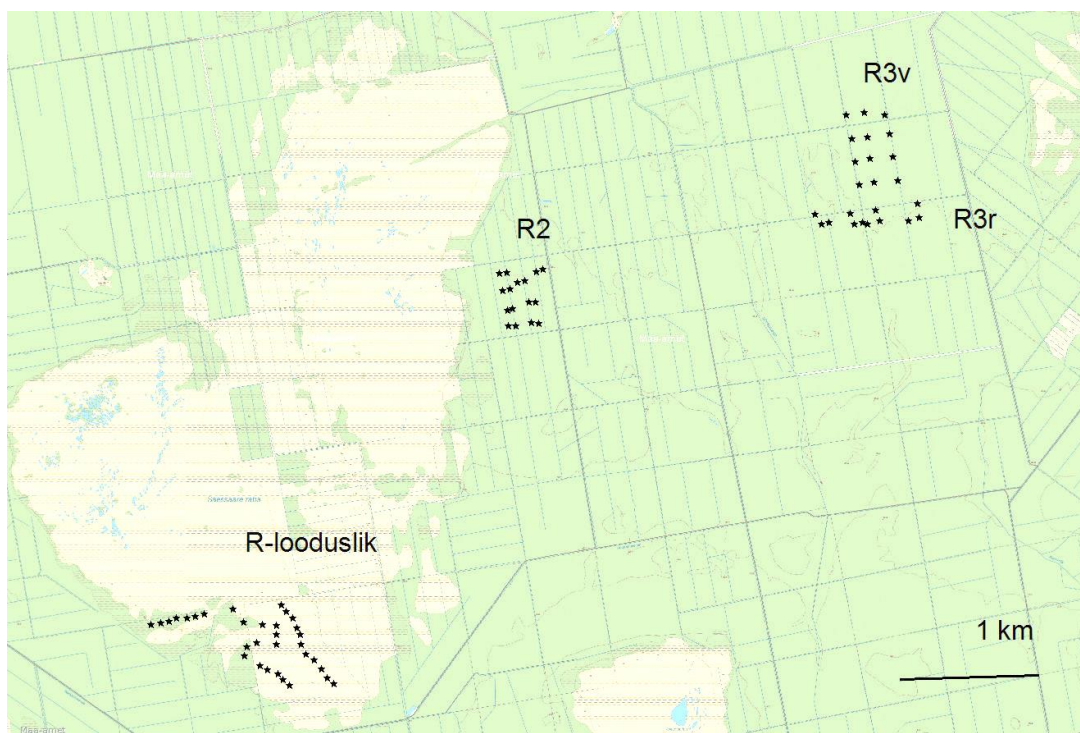
Pesade ruumiline paigutus katsealadel määrati enne katset kaardipõhiselt programmi MapInfo 10.5 abil. Et eksperiment oleks ajaliselt võimalikult looduslähedane, sooritati katse metsisekanade pesitsusperioodi ajal maikuu. 7.05.2014 paigutati kuivendatud aladele 80 tehispesa ja 12.05.2014 paigutati 64 pesa kraavitamata siirdesoometsadesse. Hindamaks kraavisihi läheduse mõju rüüsteriskile, asetati kuivendatud alade pesad maha paralleelselt

paarikaupa: üks pesa asus kuivenduskraavi vahetus läheduses, teine 30- 50 m kraavist keset metsa (joonis 3 ja 4). Erinevate kraavide sihid võisid erineda vegetatsioonistruktuuri poolest, mistõttu otsustati enne katset kraaviäärsete tehispesade valimit suurendada. Lisapesad rajati aladele V3r (N=4), V3v (N=4) ning R3 (N=8), kusjuures need asusid ca 10 m kraavist.

Kuivendatud aladel määrati pesade-vaheline kaugus kraavide tekitatud eraldatuse järgi: tihedalt kraavitatud alade pesad paiknesid üksteisele lähemal kui hõredamalt kraavitatud aladel. Üldiselt lähtuti põhimõttest, et pesad ei oleks üksteisele lähemal kui 30 m, kuna suure tõenäosusega ei ole sel juhul vaatlused üksteisest enam ruumiliselt sõltumatud (Ortega *et al.*, 1998). Kraavitamata alade pesade keskmine vahemaa oli 60 m. Nii kraavitatud kui kraavitamata aladel hoiti pesi 20-21 päeva, mis on metsise ligilähedane haudevältus (Klaus, 1989).

Tabel 2. Katsealad ning neile rajatud tehispesad

Ala	Kraavitatus	Kuivend. vanus	Kasvukoht	Pesade arv N	Kraavist 0-10 m pesade N	Kraavist 30-50 m pesade N	Katse algus	Katse lõpp
V1 (20 ha)	74m/ha	35 a	90% kuivendatud siirdesoo	16	8	8	7.05.14	27.05.14
V3v (10 ha)	115m/ha	35 a	49% kuivendatud siirdesoo	12	8	4	7.05.14	27.05.14
V3r (10 ha)	91m/ha	35 a	91% mustika- kõdusoo	12	8	4	7.05.14	28.05.14
R3r (10 ha)	43m/ha	55 a	100% mustika- kõdusoo	12	8	4	7.05.14	28.05.14
R3v (10 ha)	61m/ha	55 a	100% mustika- kõdusoo	12	8	4	7.05.14	28.05.14
R2 (20 ha)	108m/ha	55 a	94% mustika- kõdusoo	16	8	8	7.05.14	28.05.14
V looduslik (30 ha)	-	-	siirdesoo	32	-	-	12.05.14	30.05.14
R looduslik (30 ha)	-	-	siirdesoo	32	-	-	12.05.14	1.06.24



Joonised 3 ja 4. Tehispesade paiknemine. Räksi alad (ülal), Vanaveski alad (all). Üksteise kõrval asuvad R3v ja R3r on eraldatud kuivenduskraaviga.



Joonis 5. Näited erineva vegetatsiooniga kraaviäärsetest sihtidest (ülal R3v, all R2). Fotod: A.Lõhmus.

Tehispesa rajamiseks tehti kohapeal samblasse või varisesse lohk, mille sisse asetati 2 väikest pruuni kanamuna (umbes 4,8 x 4 cm). Et hiljem määrata võimalikke rüüstajaid hamba- või nokajälgede põhjal, lisati igasse pesa ka lõhnatust voolimisvahast tehismuna. Pärast pesa rajamist fikseeriti selle asukoht GPS-seadmega Garmin Etrex 20 ning hilisema leidmise hõlbustamiseks märgistati 2 umbes 2-3 m kaugusel asetsevat puud lintidega. Rüüstatuks arvestati pesa, kus vähemalt üks kanamuna oli purustatud või kadunud.



Joonis 6. Näide tehispesast.

2.3. Pesarüüstajate esinemissageduse ja liigilise koosseisu hindamine

Pärast katset tehispesadega tehti vahamunadel olevate jälgede põhjal kindlaks pesarüüstajad. Tehismunadel esinevatesse hambajälgedesse sobitati erinevate imetajaliikide koljude hambaridasid (R.Oja juhendamisel). Kui hambarida sobitus täielikult tehismunale oleva mustri sisse, loeti pesarüüstaja liigi tasemeni määratuks. Lindude nokajäljed vahamunadel määras morfoloogia põhjal A.Lõhmus.

Rüüstajate esinemissageduse ning liigilise koosseisu hindamisel kasutati ka uurimisaladelt kogutud vaatlusi. Tehispesadega seonduvate välitööde käigus fikseeriti kiskjate või nende tegutsemisjälgede juhuvaatlused (väljaheited, murtud linnud, metssigade tuhnimisjäljed). Vaatluste täiendamiseks käidi ka 2014. juunis kõikidel uurimisaladel kiskjate tegutsemisjälgi otsimas: igale alale kulutati keskmiselt 2h ning alal kogus andmeid samaaegselt 2 inimest. Andmekogusse kaasati ka A.Lõhmuse 2013. ja 2014. aastate kevadest varasügiseni

süsteemiliselt tehtud kiskjate ning röövlindude vaatlused; samuti 2014. aastal Soomaa katsealade metsastruktuuri kirjeldustel osalenute juhuvaatlused. Vaatluste arv teisendati potentsiaalsete pesariüistajate (kiskjad, röövlinnud, vareslased, metssiga) kohtamisjuhtude arvuks tunnis.

Pesariüisteriski seostamiseks metsise ruumilise paiknemisega kasutati 2014. aasta suvel välitööde käigus kogutud juhuvaatlusi ning A.Lõhmuse 2013. ja 2014. aastate vaatlusi. Alad reastati metsisevaatluste arvu ja tüübi alusel. Esikohale seati ala, kus metsise pesitsemisele viitavaid vaatlusi oli kõige rohkem ning viimasele kohale sai ala, kus oli vaatlusi kõige vähem.

2.4. Struktuuritunnuste kirjeldamine

Puudevõra liituvust, horisontaalset nähtavust ning puhmastiku katvust kirjeldati transektmeetodiga, kusjuures puhmasteks loeti antud töös üksnes metsisepesa potentsiaalselt varjavad kõrgekasvulised liigid: mustikas, sinikas (*Vaccinium uliginosum*) ning sookail (*Rhododendron tomentosum*). Transektide asukohad määrati enne mõõtmisi kaardipõhiselt programmi MapInfo 10.5 abil, võttes arvesse ka transektide kaugusi kraavist. 20-hektarilistel aladele paigutati 50 transekti ning 10-hektarilistele aladele 25 transekti, kusjuures 60% transektidest paiknes risti kuivenduskraaviga ning 40% kulges kraavidega paralleelselt – selline paigutus võimaldab lihtsasti hinnata tunnuste olenevust kraavi kaugusest.

Kraavitamata alade transektide paigutamisel lähtuti põhimõtetest, et transektid läbiksid tehispesade koordinaate ning transektide omavaheline kaugus oleks võimalikult ühesugune. Mõlemad looduslikud alad on kasvukohatüüpide poolest võrdlemisi heterogeensed (info metsaregistrist: <http://register.metsad.ee/avalik/>), mistõttu jälgiti, et kõik katsealal olevad kasvukohatüübid oleksid transektide valimis esindatud. Nii kuivendatud kui kuivendamata aladel oli iga transekti pikkus oli 50 m ning andmed koguti transektinööriga iga 10m järel vaatluspunktides. Tunnustele anti visuaalhinnangud. Liituvust hinnati esimese rinde puudel umbes 5 m raadiuses. Nähtavuse mõõtmiseks kasutati 1m-kõrgust ja 6 cm jämedust heledat puutokki, mille nähtava osa osakaalu hinnati 10m kaugusest. Puhmaste katvust määrati 1x1m ruudus kasvavate puhmastaimede hinnangulise katvuse järgi (vähemalt 5% katvuse puhul 5% täpsusega; väiksemate katvuste puhul 1% täpsusega).

2.5. Andmeanalüüs

Analüüsid viidi läbi programmiga Statistica ver.7. Tehispesade rüüstatust võrreldi 2x2 hii-ruut testiga 1) kuivendatud ning kuivendamata alade vahel ning 2) kuivendatud alade siseselt kraavidest kuni 10m kaugusel ning 30-50 m eemal asuvate tehispesade vahel. Pesad, mis asetati V3r, V3v ning R3 aladele 10 m kraavist eemale, loeti kraaviäärseteks pesadeks. Et hinnata aladevahelise varieeruvuse mõju neile tulemustele, kasutati lisaks ka t-testi, kus kontrolliti kuivendatud alade erinevust sama maastiku kuivendamata võrdlusalast. Nullhüpoteesiks oli, et see keskmine erinevus on 0. Samuti võrreldi t-testiga kraaviäärsete ning kraavist eemal olevate pesade rüüstesagedust.

Rüüsteriski seisukohalt on oluline teada, kas ala piires on rüüste juhuslik, agregeerunud või regulaarne, mistõttu testiti ka alade-sisest rüüste koondumist. Tehispesade-eksperimentis saadud rüüstesagedused omistati simulatsioonil juhuslikele pesadele ning mõõdeti rüüstatud pesade vahelised kaugused ala sees juhuslike ja tegelike rüüstatud pesade vahel (programmi MapInfo 10.5 abil). Pärast andmete logaritmimist võrreldi t-testiga tegelike ning juhuslike rüüstatud pesade omavahelisi kauguseid. Kuna erinevatel uurimisaladel asetati tehispesad üksteisest erinevatele kaugustele, sooritati pärast t-testi kahefaktoriline ANOVA, kus kategoriseerivateks tunnusteks loeti „juhuslikkus“ ning „ala“.

Kiskjate esinemissagedust hinnati iga ala kohta summaarselt vaatluste arvuna tunnis ning selle seose tugevus ala rüüstetasemega määrati Pearsoni korrelatsioonianalüüsiga. Metsise ja kiskjate koosesinemist mõõdeti Spearmani astakkorrelatsiooni kaudu.

Kraavi kauguse seos struktuuritunnustega „liituvus“ ning „puhmastikuga katvus“ vahel määrati seos üldise lineaarse mudeli abil. „Nähtavuse“ puhul jaotati vaatlused esmalt kraavi kauguste järgi kaugusklassidesse ning seejärel mõõdeti seost 2-faktori ANOVAg, kus juhuslikuk tunnus oli „Ala“ ning fikseeritud tunnus „Kaugusklass kraavist“.

4. Tulemused

Kuivendatud aladel rüüstati 58% pesadest (N=80) ning looduslikel aladel 99% pesadest (N=64) ($\chi^2 = 32,4$; df= 1; $p < 0,001$). Kuivendatud alade keskmine rüüstetase erines ka antud piirkonna (V, R) loodusliku ala rüüstetasemest ($t = -2,9$, df=5, $p=0,030$).

Kraavist kuni 10m paiknenud pesadest rüüstati 56,5% (N=48) ning kraavist 30-50 m kaugustest pesadest 59% (N=32) ($\chi^2 = 2,46$; df=1; $p = 0,116$). Erinevust ei ilmnunud ka alade vahelisel paarilisel võrdlusel ($t = -1,79$, df=5, $p=0,134$).

Kogu valimiga tehtud t-testist selgus, et reaalsed keskmised kaugused rüüstatud pesadest lähimate rüüstatud pesadeni ei erinenud oluliselt juhuslikustatud olukorrast ($t = 0,29$; $p = 0,77$, N=144). Samasugune tulemus saadi siis, kui analüüsiti neid kolme ala, kus nii rüüstatud kui rüüstamata pesi oli üle kolme (joonis 7). Samas kaugused rüüstatud pesadest lähimate rüüstatud pesadeni erinesid oluliselt alade vahel, kuid alade-sisesel pesarüüste juhuslikustamisel ei olnud olulist mõju (tabel 4).

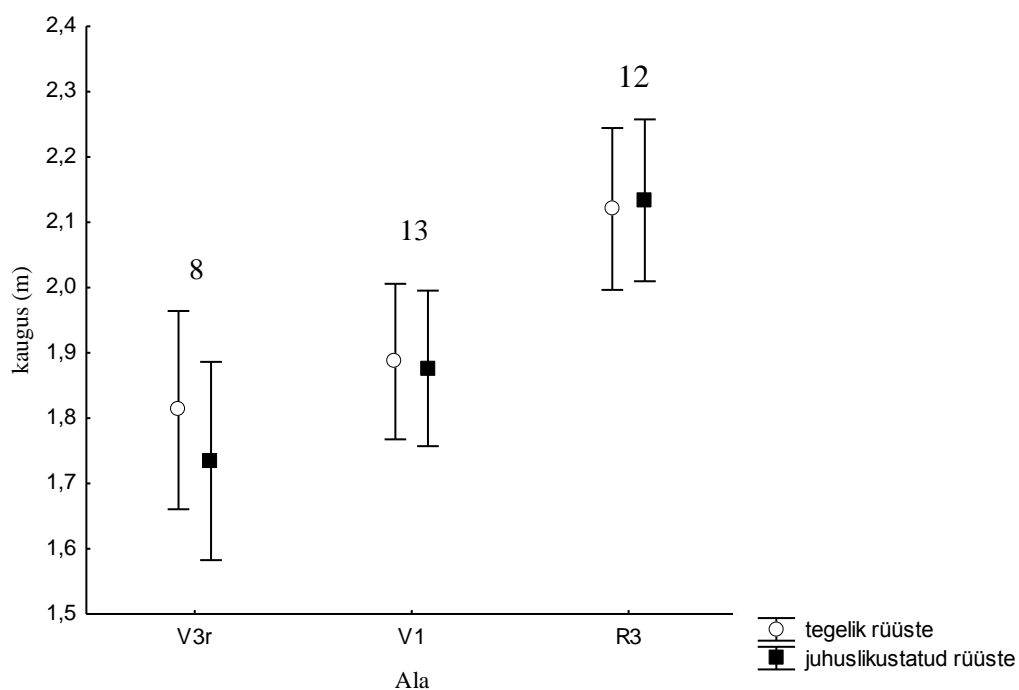
Kiskjate hamba- või nokajäljed leiti 20 vahamunalt (kuivendatud aladelt 10 muna ja looduslikelt aladelt 10 muna). Rüüstatud pesadest oli 72 vahamuna puutumata jäetud ning 17 muna oli pesast kadunud. Rüüstamata pesades olid kõik vahamunad alles. Kuivendatud aladel oli 7 muna hambajälgedega ning 3 muna nokajälgedega. Looduslikel aladel oli 6 muna hambajälgedega ning 4 muna nokajälgedega. Imetajatest oli sagedaseim rüüstaja nugis (3 juhul) ning lindudest pasknäär (5 juhul).

Kiskjavaatluste ning pesarüüste osakaalu vahel leiti tugev korrelatsioon ($r=0,85$, N=7, $p=0,016$). Enim kiskjavaatlusi tunnis saadi aladel, kus rüüstati 100% pesadest (V3v ning R-looduslik) ja vähim kiskjavaatlusi saadi alalt R^c, kus oli rüüstatud vaid 1 tehispesa (joonis 9). Metsise esinemise ja rüüstatud pesade osakaalu vahel leiti samas negatiivne korrelatsioon ($r_s = -0,92$, N= 7, $p = 0,003$): metsise pesitsemiseks kõige sobivamatel aladel olid kõik pesad rüüstatud (joonis 10)

Kraavi kaugusel ja alal oli oluline mõju puudevõra liituvusele ning puhmastiku katvusele (joonis 11, tabel 6). Kõiki alasid hõlmates leiti positiivne korrelatsioon kraavi kauguse ning puhmastiku katvuse vahel ($r = 0,37$, N= 1128, $p < 0,001$, joonis 12). See tulenes alade vahelisest varieeruvusest, kusjuures alade siseselt puhmastik kraavist kaugenedes hoopis vähenes (tabel 6). Nähtavuse puhul erinesid alad, kuid seost kraavi kaugusega ei leitud. V3r oli ainus ala, kus nähtavus suurenes kraavist kaugenedes (tabelid 6-7).

Tabel 3. Tehispesade rüüstatase vaatlusaladel ja erineval kaugusel kraavist

Ala	Rüüstatud pesade osatähtsus (N)		
	Pesade üldarv (N=144)	Kraavist 0-10 m (N=48)	Kraavist 30-50 m (N=32)
V1	81% (16)	44% (8)	37% (8)
V3v	100% (12)	66% (8)	33% (4)
V3r	66% (12)	33% (8)	33% (4)
R3v	50% (12)	16% (8)	33% (4)
R3r	50% (12)	33% (8)	16% (4)
R2	6% (16)	0% (8)	6% (8)
V looduslik	97% (32)		
R looduslik	100% (32)		
Kokku	76% (144)	32% (48)	26% (32)



Joonis 7. Keskmise kaugus rüüstatud pesast lähima rüüstatud pesani - tegeliku pesarüüste ning juhuslikustatud rüüste (simulatsioon) võrdlus. R3v ja R3r on liidetud üheks alaks (R3). Numbrid 95% usalduspiire näitavate vurrude kohal tähistavad rüüstatud pesade arvu.

Tabel 4. Juhuslikustatud olukorra mõju rüüstatud pesast lähima rüüstatud pesa kaugusele. Ala võeti analüüsi juhusliku faktorina.

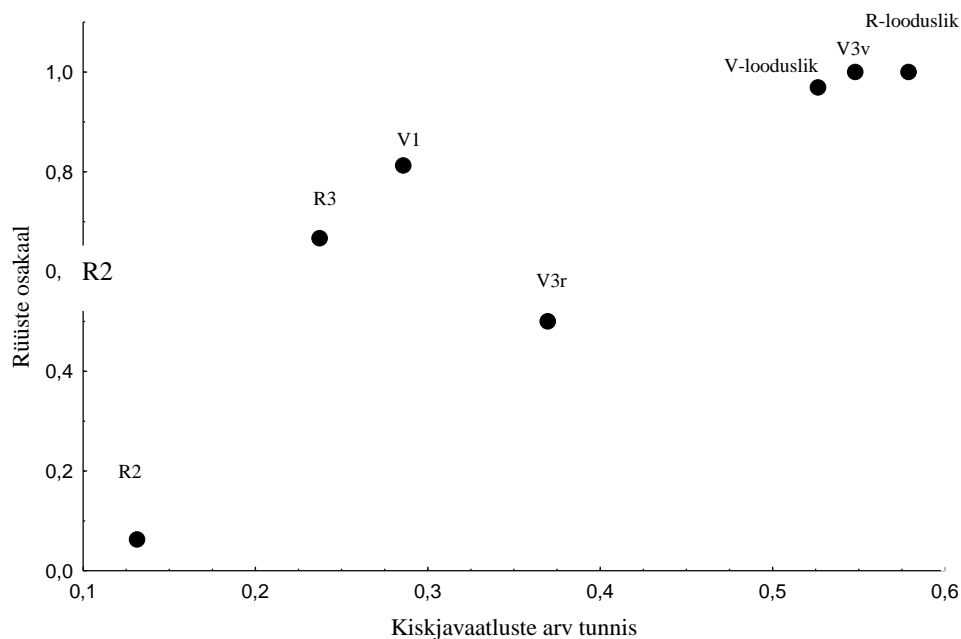
	df	SS	F	p
Ala	2	1,37	14,9	0,001
Juhuslikkus	1	0,01	0,2	0,644
Ala*juhuslikkus	2	0,02	0,2	0,800
Viga	60	2,77		

Tabel 5. Vahamunadelt tuvastatud hamba- ja nokajäljed „+“ tähistab eristatud isendite arvu. Imetajatest oli sagedaseim rüüstaja nugis (N= 3), lindudest pasknäär (N=5)

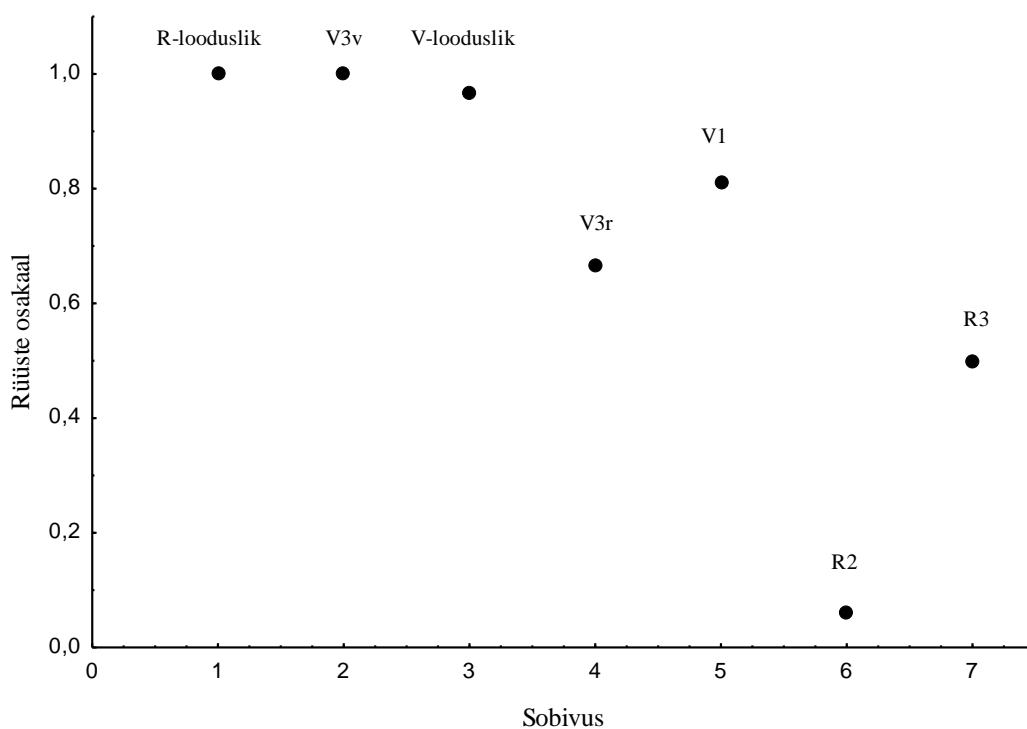
Ala	Eristatud jäljed vahamunadel
V1	Ilves, orav, nugis, pasknäär
V3v	eristamatu imetaja, pasknäär
V3r	-
R3	Orav, rebane
R2	Pasknäär
V looduslik	Kährik(2), rebane, pasknäär(2)
R looduslik	Nugis(2), eristamatu imetaja, ronk, värvuline



Joonis 8. Näide pasknääri nokajälgedest (vasakul) ning nugise poolt rüüstatud pesa (paremal).
Fotod alalt V1 (27.05.2014).



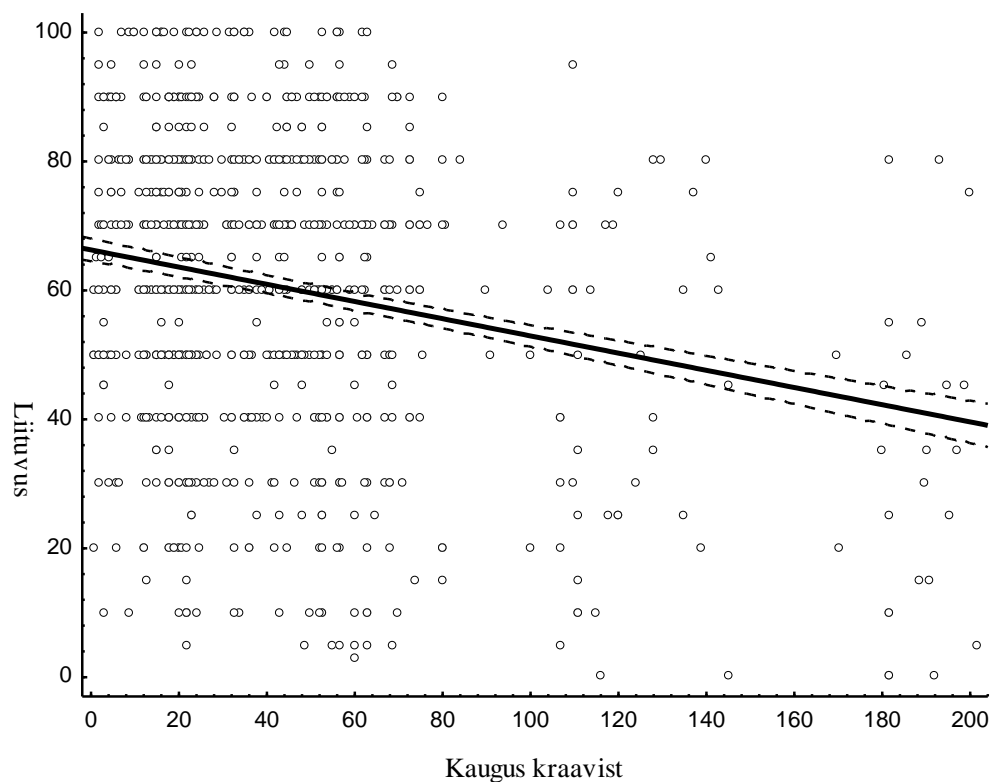
Joonis 9. Kiskjavaatluste sageduse ning rüüstatud pesade osakaalu vaheline korrelatsioon



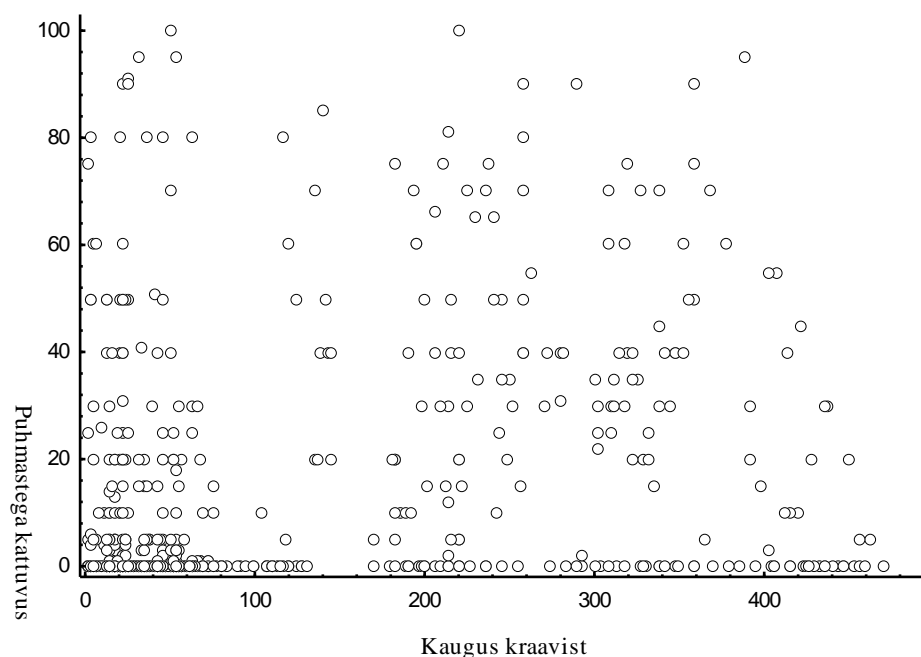
Joonis 10. Metsise elupaigasobivuse (1=sobivaim ala) ning rüüstatud pesade osakaalu vaheline seos.

Tabel 6. Kraavi kauguse mõju liituvusele ning puhmastikuga katvusele. Kaugus kraavist kaasati analüüsi fikseeritud faktorina ning ala juhusliku faktorina. Nähtavuse kaugusklassid jaotusid: 30-50m, 51-70m, 71-100m.

GLM statistikud						
Mudel ja tunnused	SS	F	koefitsent	+/- SE	p	
Liituvus						
Kaugus kraavist	1	5804	12,8	-0,104	0,029	<0,001
Ala	7	34667	10,9			<0,001
Viga	1119	429977				
Puhmastega katvus						
Kaugus kraavist	1	1851,4	6,7	-0,031	0,012	0,009
Ala	1	35937,1	18,7			<0,001
Viga	7	306785,5				
Nähtavus						
Ala	5	0,38	17,2			<0,001
Kaugusklass	2	0,01	1,2			0,335
Viga	10	0,44				



Joonis 11. Kraavi kauguse mõju puudevõra liituvusele. Punktiirjooned näitavad 95% usalduspiire.



Joonis 12. Kõiki alasid hõlmav kraavi kauguse ning puhmaste katvuse vaheline korrelatsioon.

Tabel 7. Meetrikõrguse toki nähtavus 10 m kauguselt, olenevalt kuivendusest.

Keskmine nähtavus (mõõtmiste arv)						
Ala	Kuivendatud ala ja kaugus kraavist					Looduslik ala
	10-30 m	31-50 m	51-70m	70-100m	>100m	>150 m
R3v	76% (53)	63% (18)	59% (22)	40% (6)	61% (12)	
R3r	74% (56)	73% (18)	79% (25)	62% (11)		
R2	62% (95)	54% (59)	66% (32)			
R-looduslik						84% (102)
V1	62% (97)	61% (43)	64% (50)	53% (20)		
V3r	19% (47)	25% (22)	42% (35)			
V3v	63% (53)	60% (26)	63% (34)			
V-looduslik						67% (108)
Keskmine	59%	56%	62%	52%	61%	75%

4. Arutelu

4.1 Pesarüüste seos metsakuivendusega

Kuivendatud aladel oli väiksem rüüsterisk kui looduslikel aladel, mistõttu võib väita, et vähemalt Soomaa piirkonnas puudub kuivendusel üldine negatiivne mõju maaspesitsevate lindude pesarüüstele. Tulemus on vastupidine Soomes läbi viidud loendusandmetel ning telemeetrial põhinevatele uuringutele, kus on näidatud tedre jt kanaliste arvukuse langust just kuivendatud maastikel (Ludwig *et al.*, 2008; 2010). Need uurimused põhinesid lindude esinemissagedusel ja looduslike kurnade ellujäämisel ning hõlmasid kogu Soomet. Tulemused näitasid seega kanaliste arvukuse üldist langust suures mastaabis, kuid Soomaal läbi viidud tehispesade eksperiment viitab eelkõige pesarüüsteriski ning võimalikku kisklussurvet väiksemas skaalas, mitte reaalsete linnu populatsioonide üldist elujõulisust kuivendatud maastikus.

Alade vahel oli rüüstetasete erinevus peamiselt tingitud kiskjate esinemissageduste varieeruvusest. Seejuures varieerus rüüstetase oluliselt ka kuivendatud alade vahel. Seega ei pruugi ka kuivendusalaade väiksem rüüsterisk olla tingitud mitte kuivendusest, vaid teistest maastiku eripäradest, mis antud töös jäid uurimata. Üheks aspektiks on suurkiskjate esinemine, kes ilmselt pesi ei rüüsta, kuid võivad mõjutada potentsiaalsete pesarüüstajate ruumilist paiknemist. Ei ole välistatud, et madala rüüstetasega R2 alal puudusid väikekiskjad suurkiskjate kohalolu tõttu. Väikekiskjate peamised saakloomad on närilised ning korduvalt on näidatud, et närilistevaesel aastal suureneb pesarüüste (Saniga *et al.*, 2002, Šalek *et al.*, 2004). Näriliste arvukuse erinevused uuritud maastikul võiksid selgitada ka kiskjate paiknemist, kuid antud uurimuses andmed näriliste kohta puuduvad. Teada saamaks näriliste arvukuse mõju pesarüüstele, on vaja hinnata näriliste esinemissageduste erinevusi uurimisalade vahel, kasutades selleks näiteks eluspüügilõkse.

Tehispesade-metoodikat kritiseeritakse sageli, kuna eeldatavasti on tehispesi uurimisala piires tihedamalt kui looduslikke pesi. Seetõttu saavad imetajatest kiskjad lõhnataju järgi orienteerudes süstemaatiliselt ning agregeeritult pesi rüüstata (Ortega *et al.*, 1998). Visuaalselt leiavad tehispesi hõlpsasti ka vareslased (Andrén, 1992; Wegge *et al.*, 2012). Antud katses ei rüüstanud kiskjad pesi olenevalt nende omavahelisest kaugusest, mistõttu tehispesade

omavaheline paigutus rüüset kunstlikult ei suurendanud. Katse kestvus osutus samuti adekvaatseks: kiskjad ei õppinud 3 nädala jooksul aja jooksul pesi süstemaatiliselt rüüstama.

Alade-sisese juhusliku rüüste põhjus võib seisneda kuivendatud alade homogeensuses – seal puudusid looduslikud veekogud, killustatus ning servaalad, kus on näidatud pesarüüste suurenemist (Purger, 1994; Svobodová *et al.*, 2012). Kuigi kraavid võivad tekitada mõningat servaefekti, takistab nende suur tihedus alade-sisest servade moodustumist. Kuivendamata alad on kasvukohtade ja looduslike veekogude poolest heterogeensed, kuid sealne peaaegu sajaprotsendiline rüüsetase ei võimaldanud rüüste juhuslikkust testida. Käesoleva töö tulemused võimaldavad aga rakenduslikus plaanis väita seda, et pesarüüsetasemete peamised erinevused ei avaldu sadade meetrite, vaid pigem kilomeetrite ulatuses.

Vahamunadelt leitud jälgede põhjal rüüstas imetajatest enim pesi nugi, kes ongi Euroopas üks sagedasematest kurnarüüstajatest. 1/4 tuvastatud jälgedest kuulus pasknäärile, kes on samuti sage rüüstaja (tabel 1). Pasknäari rüüstatud kurnade suur osakaal kinnitab ka Andren (1992) ja Wegge jt (2012) väiteid, mille kohaselt on inimasustustest eemal lindudest tõenäolisem rüüstaja pasknäär. Kõikidel uurimisaladel esines ka metssiga (*Sus scrofa*), ent ainsatki tõendit tema rüüstatud pesade kohta ei saadud, kuigi tõendeid tema rüüstatud metsisekurnade kohta leidub mujal (Saniga *et al.*, 2002, Svobodová *et al.*, 2012). Alalt V1 leiti üllatuslikult vahamuna ilvese (*Lynx lynx*) hambajälgedega – seni puudusid tõendid ilvese poolt rüüstatud tehispesade kohta.

Kuivendatud aladel on tihenenud puhmastik ning puudevõra liituvus, mis võib raskendada kiskjatel ning röövlindudel pesade leidmist (Seibold *et al.*, 2013). Tulemustest selgus, et kuivenduskraavide läheduses on puudevõra liituvus ning suurem, mistõttu on kuivendatud aladel tervikuna suurem liituvus. Suur puudevõra liituvus vähendab lindude-poolset pesarüüset (Wegge *et al.*, 2012), mis on üks seletus kuivendatud alade väiksemale rüüsteriskile. Ka horisontaalne nähtavus ei olenenud kraavi kaugusest, kuid oli looduslikel aladel mõnevõrra suurem - võimalik, et saakloomade olemasolu ning võrdlemisi hea nähtavus koondab kiskjaid. Kuigi alade sisene puhmastiku katvus on suurem kuivenduskraavi lähedal, suureneb kõikide alade lõikes puhmastik hoopis kuivenduskraavist kaugenedes. See on tingitud kraavitatuse erinevusest alade vahel – mida hõredamalt on alal kraave, seda tugevamini puhmastik suureneb.

Alad, kuhu kiskjad ja metsised võivad koonduda, on soo ja sellega piirneva kuivendatud metsa üleminekuala - ainus kuivendatud ala, kus oli täielik rüüste (V3v), oligi kraavitatud aladest kõige lähemal just rabaservale. Pesarüüste koondumine sooservadesse ei mõjutaks

mitte ainult metsise pesitsusedukust - uurimuses olnud üleminekualadel esineb nii soodele kui metsadele iseloomulikke maaspesitsejaid. Välitöödel kohati rabaservades tetresid, laanepüüsid ning soolindusid nagu rüüt ja mudatilder (*Tringa glareola*).

Kokkuvõttes ei ole metsakuivendus vähemalt puistu tasemel kõrge pesarüüsteriski põhjuseks, kuid võib olla osaks nendest maastikumuutustest, mis tekitavad uusi servaaalasi ning koondavad kiskjaid heterogeenses maastikus. Varasemates uurimustes on näidatud inimtekkeliselt metsastunud sooserva mõju soolindudele (Stroud & Reed, 1986, Lachance *et al.*, 2005). Seega võivad mõjud esineda ka antud uurimuses olnud maastiku soolindudele. Sellest tulenevalt võib kuivendatud metsamaastik mõjutada loomade toitumissuhteid ja sedakaudu mõjutada ka metsise sigimisedukust.

4.2 Pesarüüste võimalik roll metsise arvukuse vähenemisel

Tehispesakatse tulemused viitavad metsist ohustavale tugevale kisklussurvele. Nugise ega ka teiste väikekiskjatel puhul pole maaspesitsejate kurnad eelistatavim saak, kuid kärplased eelistavad olemasolul kanaliste tibusid (Saniga *et al.*, 2002). Seega viitab rüüstatud pesade suur osakaal mitte ainult kõrget pesarüüsteriskile, vaid ka tibude suurele murdmistõenäosusele uuritud aladel. Kurnade rüüste ning tibude suur suremus võivad olla metsise arvukuse languse üheks põhjuseks. Uuritavas piirkonnas oli aastail 2013–2014 pesakondadega metsisekanade osatähtsus kesksuvel ainult u. 30% (A. Lõhmuse avaldamata andmed), kusjuures Eesti paljuaastane keskmine on 38% (Viht & Randla, 2002).

Need vaatlused on kooskõlas ka Wegge & Rolstad' (2011) väitega, mille kohaselt pole metsise arvukuse langus tingitud mitte niivõrd inim mõjulistest muutustest elupaigas, kuivõrd kiskjate arvukuse suurenemisest või koondumisest metsise elupaikadesse. Kiskjate toitumismustrite võimalikke muutusi kuivendatud metsamosaiigis tuleks uurida telemeetriliste meetoditega. Kui selgub, et kiskjad koonduvad metsisemängude lähedusse või aladele, kus kanad käivad pesitsemas, oleks metsise kaitseks otstarbekas rakendada jahinduslikke meetodeid. Jahi suunamisel metsise elupaikadesse võivad loomad läbimõtle mata tegutsemisel asjatult hukkuda, mistõttu tuleks eelnevat teha pilootuuring veendumaks meetodi toimimises.

Metsise arvukuse võimalik langus uuritud metsades ei pruugi tuleneda siiski ainuüksi kõrgest kisklussurvest. Katses olnud kuivendatud metsamaastikus on sagedaseks liigiks teinegi maaspesitseja - laanepüü (keskmiselt 4 paari/km² (A.Lõhmus, avaldamata andmed). Saniga jt (2002) tulemustest selgus, et biotoobis, kus pesitsevad nii metsis kui laanepüü, rüüstati

mõlemal liigil võrdselt kurnasid (65%). Lähtudes Soomaa laanepüüde kõrgest arvukusest võrreldes metsisega, võib eeldada, et kõrge rüüsterisk pole ainus metsise arvukust pärssiv tegur, kuna sel juhul võiks eeldada ka laanepüü arvukuse madalseisu.

Metsisevaatluste põhjal sobivad metsisele pesitsemiseks pigem alad, kus esineb kõige kõrgem rüüsterisk - ühel taolisel alal nähti ka tibudega metsisekana. Alad, kus rüüstati pesadest 50% või vähem, sobivad vaatluste põhjal metsisele pesitsemiseks kõige vähem. Nendest tulemustest võib järeldada, et metsised ja kiskjad koonduvad sarnastesse paikadesse, kuid põhjused vajavad veel selgitamist. Võimalik, et tegemist on servabiotoobiga, kus kahe elupaiga selgroogsed kattuvad. Ökotoni olemasolu seletaks ka, miks just looduslikelt aladelt fikseeriti kõige enam nii kiskja- kui metsisevaatlusi. Andmaks täpsemaid hinnanguid kiskjate ning metsiste paiknemise kohta, on tarvis jätkata süstemaatiliste metsisevaatluste kogumist esinduslikelt uurimisaladelt ning määrata metsiste ja kiskjate liikumispirkondi ka telemeetriliste meetoditega.

Tulevikus tuleb kindlasti uurida ka tedre sigimisedukust kuivendatud aladel, kuna tema arvukus on langustrendis (Elts *et al.*, 2013) ning ta eelistab elupaigana just sooservasid. Seda eeldades on tedrele langev kisklussurve väga kõrge ning võib olla üheks põhjuseks tema arvukuse langusele – see on probleem, millega pole Eestis seni tegeldud. Kanalitele langev võimalik kisklussurve sooservades võib kaudselt mõjutada koguni kaljukotka toidubaasi. Kanalised moodustavad kaljukotka põhilise saagi, kusjuures nende arvukuse langust peetakse kaljukotka ohuteguriks (Sein, 2013).

Kokkuvõte

Metsakuivendus mõjutab ökosüsteemi aeglaselt ja põhjalikult. Puistu siseselt tiheneb alusmets, suureneb puudevõra liituvus ning pikaajalise kuivenduse mõjul kujuneb soomets sekundaarseks kõdusoometsaks. Kuigi sekundaarses metsas ei pruugi liigirikkus väheneda, on pärast kuivendust märgatud paljude sooliikide arvukuse langust või sootuks kadumist. Seejuures on selgroogsete vähenemise põhjused suures osas teadmata. Üheks potentsiaalselt ohustatud liigiks on vanu okasmetsi asustav metsis, kelle arvukuse on langenud alates 19. sajandi lõpust kogu Euroopas. Eestis moodustavad metsise looduslikest elupaikadest olulise osa siirdesoomännikud, mida on viimase sajandi jooksul ulatuslikult kuivendatud.

Metsise arvukuse languse ökoloogilised põhjused on tänini ebaselged, kuid üheks seletuseks on kiskjate arvukuse suurenemine majandatud, sh kuivendatud metsades. Kiskjate arvukuse suurenemine suurendab pesarüüsteohtu, mis on maaspesitsejate sigimisedukuse üks peamistest mõjuteguritest. Käesolevas magistritöös võrreldi tehispesi kasutades maaspesitsejatele langevat pesarüüset kuivendatud metsas ning kuivendamata siirdesoometsa ning hinnati pesarüüste taset olenevalt kuivenduskraavi kaugusest. Hinnati ka kiskjate ja metsiste ruumilise paiknemise seoseid pesarüüsetega, samuti kuivenduskraavi kauguse mõju pesarüüset mõjutavatele vegetatsiooniparameetritele. Eksperiment viidi läbi Soomaa rahvusparkis, kust valiti 4 umbes 20-hektarilist kuivendatud ala ning 2 umbes 30-hektarilist kuivendamata ala rabade servades. Tehispesi hoiti aladel 20-21 päeva ning iga pesa koosnes 2 kanamunast ning pehmest vahamunast, millel olevate jälgede põhjal määrati hiljem pesi rüüstanud kiskjaid.

Vastupidiselt eeldatule oli rüüsterisk on tunduvalt suurem looduslikes sooservades kui kuivendatud metsades. Ka kuivendatud alad varieerusid tugevalt rüüstetaseme poolest, mis oli tingitud kiskjate esinemissageduste suurtest erinevusest. Ala sees oli rüüste juhusliku paiknemisega ning kraavist 0-10 m ning 30-50 m pesade rüüstetasemed ei erinenud. Leiti ka, et mida sobivam on ala metsisele pesitsemisele, seda suurem on seal pesarüüste. Kuigi kuivenduskraavi kaugusel ei leitud mõju pesarüüstele, oli kuivenduskraavi läheduses suurem liituvus ning puhmastega katvus, mis võivad seletada kuivendatud alade madalamat rüüstetaset.

Kuna rüüstetase oli kõrge nii kuivendatud kui kuivendamata aladel, võib kiskjate suur arvukus olla üks metsise arvukuse languse põhjus. Kiskjate koondumisalad näivad olevat sooservades, kus esineb peale metsise ka teisi maaspesitsejaid. Seega, ei pruugi kõrge rüüsterisk mõjuda ainult metsise, vaid ka teiste maaspesitsevate lindude sigimisedukusele. Sel juhul võib rääkida metsakuivenduse mõjust loomade toitumissuhetele maastiku mastaabis.

Summary

The impact of forest ditching on capercaillie (*Tetrao urogallus*) nest predation – an artificial nest experiment

Forest ditching changes ecosystem slowly yet profoundly: within a forest site underwood becomes dense and canopy cover increases. Long-term drainage transforms a pristine swamp into a secondary decayed-peat forest. Although total species richness in a secondary forest may not decrease, a decrease or loss of swamp-specialist species have been noticed however. Drainage impacts on vertebrates remain therewith largely unknown, however. Western capercaillie (*Tetrao urogallus*) is one of those potentially endangered species, whose population has been declining in Europe since the end of the 19th century. In Estonia, pine fens form a large part of capercaillies natural habitats but during the last century vast areas of such forests have been drained.

The ecological reasons for declining capercaillie numbers are still unclear; one possible explanation might however be the increasing numbers of predators in managed (incl. drained) forests. High predator numbers raise nest predation rates, which is crucial factor in reproductive success of ground-nesters. The aim of the present thesis was to compare ground-nesters clutch predation in a drained forest versus pristine pine fens, using artificial nests. The effect of ditch vicinity to predation rate was evaluated, as well as the co-occurrence of predator and capercaillie habitats, and a potential shade provided by vegetation in relation to distance to a ditch closeness. The study area was at the border of the Soomaa National park, where 4 ca 20-ha drained sites and 2 ca 30-ha undrained sites on mire edges were sampled. Artificial nests were checked after 20-21 days. A nest contained 2 chicken eggs and a soft wax egg. Traces on wax eggs were used to identify predators.

Contrarily to expectations, predation rate was significantly higher in undrained sites than in ditched forests. Predation rates among ditched sites differed too, the cause of it being variation in predator numbers. Within sites nest predation was randomly distributed and predation rates did not differ between 0-10 m versus 30-50 m distances to drainage ditch. Sites with highest nest predation rates were also estimated as most suitable for capercaillie breeding. Although the relationship between ditch distance and nest predation rate was not found, canopy cover and shrub layer decreased along with the ditch distance. These shade effects can be a possible explanation for lower predation rates in ditched sites.

As the overall predation rate was high in both drained and undrained areas, high predator abundance may be one of the causes for declining capercaillie numbers. Predators may aggregate onto the edges of drained forests and open mires; this might affect the reproductivity of both capercaillie (who also prefer such habitats) and other ground nesters species. Hence, the impact of forest drainage may affect animal trophic relations at the landscape-scale.

Tänuavaldused

Tänan väga Asko Lõhmust oivalise juhendamise ja inspireerimise eest. Olen tänulik ka kaasjuhendaja Karli Ligile välitööde metoodika õpetamise eest, samuti kogu

Looduskaitsebioloogia töörühmale toetuse eest. Tänamata ei saa jätta ka välitöödel aidanud inimesi, kellest suurima panuse andsid Anu Almik, Marko Kartau, Laila Kaasik ning Argo Vahane.

Töö koostamist toetasid Eesti Teadusagentuur (projektid SF0180012s09 ja ETF9051) ja Riigimetsa Majandamise Keskus.

Kasutatud kirjandus

- Abolina, A., Jermacane, S., Laivīņš, M. (2001). Post-Drainage Dynamics of the Ground Vegetation in a Transitional Mire. *Baltic Forestry*, 7(1), 19–28.
- Adermann, V., & Tamm, U. (2014). Aastaraamat: mets 2013. Tartu: Keskkonnaagentuur.
- Albrecht, T., Hořák, D., Kreisinger, J., Weidinger, K., Klvana, P., & Michot, T. (2006). Factors determining pochard nest predation along a wetland gradient. *Journal of Wildlife Management*, 70(3), 784–791
- Andrén, H. (1992). Corvid Density and Nest Predation in Relation to Forest Fragmentation : A Landscape Perspective. *Ecology*, 73(3), 794–804.
- Angelstam, P., Lindström, E., & Widén, P. (1984). Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. *Oecologia*, 62(2), 199–208.
- Angelstam, P. (1986). Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos*, 47, 365–373.
- Báldi, A. (2004). Predation of artificial nests in a marshland: site and visibility effects. *Ornis Hungarica*, 14(1-2), 27–30.
- Batáry, P., Fronczek, S., Normann, C., Scherber, C., & Tschardt, T. (2014). How do edge effect and tree species diversity change bird diversity and avian nest survival in Germany's largest deciduous forest? *Forest Ecology and Management*, 319, 44–50.
- Bayne, E. M., Hobson, K. a, & Fargey, P. (1997). Predation on artificial nests in relation to forest type: Contrasting the use of quail and plasticine eggs. *Ecography*, 20, 233–239
- Broome, A., Connolly, T., & Quine, C. P. (2013). An evaluation of thinning to improve habitat for capercaillie (*Tetrao urogallus*). *Forest Ecology and Management*, 314, 94–103.
- Burke, D. M., Elliott, K., Moore, L., Dunford, W., Nol, E., Phillips, J., Freemark, K. (2004). Patterns of nest predation on artificial and natural nests in forests. *Conservation Biology*, 18(2), 381–388.
- Eltis, J., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, V., Luigujõe, L., Lõhmus, A., Mägi, E. & Ots, M. (2003). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 1998.-2002. a. *Hirundo*, 16(2), 58–83.

- Eelts, J., Leito, A., , Leivits, A., Luigujõe, L., Mägi, E., Nellis, R., Nellis, R., Ots, M. & Pehlak, H. (2013). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2008-2012. *Hirundo*, 26(2), 80–112.
- Delong, A. K., Crawford, J. A., & Delong, D. C. J. (1995). Relationships between Vegetational Structure and Predation of artificial sage grouse nests. *The Journal of Wildlife Management*, 58(1), 162–166.
- Holden, J., Chapman, P. J., & Labadz, J. C. (2004). Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration, 1, 95–123.
- Hoover, J. P. (2006). Water depth influences nest predation for a wetland-dependent bird in fragmented bottomland forests. *Biological Conservation*, 127, 37–45.
- Hotanen, J. P., Maltamo, M., & Reinikainen, A. (2006). Canopy stratification in peatland forests in Finland. *Silva Fennica*, 40, 53–82.
- Huhta, E., Jokimäki, J., & Helle, P. (1998). Predation on artificial nests in a forest dominates landscape - the effect of nest type, path size and edge structure. *Ecography*, 21, 464–471.
- Huhta, E., Mappes, T., & Jokimäki, J. (1996). Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. *Ecography*, 19, 85–91.
- Ilomets, M., & Pajula, R. (2004). *Loodusdirektiivi I lisasse kantud sooelupaigatüüpide hinnangulised pindalad Eestis*. [Käsikiri]
- Kaisel, M., & Kohv, K. (2009). Metsakuivenduse keskkonnamõju: ülevaade. Tartu: Eestimaa looduse fond, Keskkonnainvesteeringute keskus.
- King, D. I., Degraaf, R. M., Griffin, C. R., & Maier, T. J. (1999). Do Predation Rates on Artificial Nests Accurately Reflect Predation Rates on Natural Bird Nests? *Journal of Field Ornithology*, 70(2), 257–262.
- Klaus, S. (1989). Die Auerhühner. *Die Neue Brehm-Bücherei*, 86.
- Lachance, D., Lavoie, C., & Desrochers, A. (2005). The impact of peatland afforestation on plant and bird diversity in southeastern Québec. *Ecoscience*, 12(2), 161–171.
- Lahti, D. C. (2001). The “edge effect on nest predation” hypothesis after twenty years. *Biological Conservation*, 99, 365–374.
- Laine, J., Vasander, H., Sallantausta, T. (1995). Ecological effects of peatland drainage for forestry. *Environmental Reviews*, 3(3/4), 282–303.

- Laine, Jukka; Vasander, Harri; Sallantausta, T. (1995). Ecological effects of peatland drainage for forestry. *Environmental Reviews*, 3(3/4), 282–303.
- Ludwig, G. X., Alatalo, R. V., Helle, P., & Siitari, H. (2010). Individual and environmental determinants of early brood survival in black grouse *Tetrao tetrix*. *Wildlife Biology*, 16(4), 367–378. doi:10.2981/10-013
- Ludwig, G. X., Alatalo, R. V., Helle, P., Nissinen, K., & Siitari, H. (2008). Large-scale drainage and breeding success in boreal forest grouse. *Journal of Applied Ecology*, 45, 325–333.
- Lõhmus, A., & Sellis, U. (2001).. *Hirundo*, 14(2), 109–112.
- Lõhmus, E. (2004). Eesti metsakasvukohatüübid (pp. 68, 70–72). Tartu: EPMÜ Metsanduslik Uurimisinstituut.
- Mank, A. (1953). Rae raba linnustikust. Eesti looduseuurijate seltsi juubelikoguteos (332–350). Tallinn: Eesti riiklik kirjastus.
- Marcström, V. (1986). Managing forests for wildlife in Sweden. In *Trees and Wildlife in the Scottish uplands* (pp. 147–157).
- Marquiss, M. (1985). The numbers breeding success and diet of golden eagles in southern Scotland in relation to changes in land use. *Biological Conservation*, 35(2), 121–140.
- Martin, T. E. (1993). Nest Predation and Nest Sites: new perspectives on old patterns. *BioScience*, 43(8), 523–532.
- Martin, J., & Joron, M. (2003). Nest predation in forest birds : influence of predator type and predator ' s habitat quality, (Foster 1989), 641–653.
- Moss, R., Oswald, J., & Baines, D. (2001). Climate change and breeding success: decline of the capercaillie in Scotland. *Journal of Animal Ecology*, 70, 40–61.
- Ortega, C., Ortega, J., Rapp, C. a, & Backensto, S. a. (1998). Validating the use of artificial nests in predation experiments. *The Journal of Wildlife Management*.
- Peltomaa, R. (2007). Drainage of forests in Finland. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 56, 151–159.
- Peterson, A. (1987). Linnustiku muutustest kuivendatud ja metsastatud Rae raba kaitsealal. *Metsanduslikud Uurimused*, 8, 150–158.

- Purger, J. J., Kurucz, K., Csuka, S., & Batáry, P. (2012). Do different plasticine eggs in artificial ground nests influence nest survival. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 58(4), 369–378.
- Päivänen, J. & Hånell, B. (2012). The Peatland Ecology and Forestry - a Sound Approach. University of Helsinki Department of Forest Sciences Publications 3: 1-267
- Remm, L. (2015). Impacts of forest drainage on biodiversity and habitat quality: implications for sustainable management and conservation. Doktoritöö, Tartu, 2015
- Remm, L., Lõhmus, P., Leis, M., & Lõhmus, A. (2013). Long-Term Impacts of Forest Ditching on Non-Aquatic Biodiversity: Conservation Perspectives for a Novel Ecosystem. *PLoS ONE*, 8(4).
- Rosenvald, R., Lõhmus, A., Kraut, A., & Remm, L. (2011). Bird communities in hemi-boreal old-growth forests: The roles of food supply, stand structure, and site type. *Forest Ecology and Management*, 262, 1541–1550.
- Saniga, M. (2002). Nest loss and chick mortality in capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in West Carpathians. *Folia Zoologica*, 51(3), 205–214.
- Saniga, M. (2003). Ecology of the capercaillie (*Tetrao urogallus*) and forest management in relation to its protection in the West Carpathians. *Journal of Forest Science*, 49(2), 229–239.
- Seibold, S., Hempel, A., Piehl, S., Bässler, C., Brandl, R., Rösner, S., & Müller, J. (2013). Forest vegetation structure has more influence on predation risk of artificial ground nests than human activities. *Basic and Applied Ecology*, 14, 687–693.
- Sein, G. (2013). Kaljukotka (*Aquila chrysaetos*) kaitse tegevuskava. Euroopa regionaalarengu fond.
- Sjöberg, K. (1996). Modern forestry and the capercaillie. *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes*, 6, 111–135.
- Storaas, T. (1988). A comparison of losses in artificial and naturally occurring capercaillie nests. *Journal of Wildlife Management*, 52(1), 123–126.
- Storch, I. (1991). Habitat fragmentation , nest site selection , and nest predation risk in Capercaillie. *Ornis Scandinavica*, 22(3), 213–217.
- Storch, I. (1994). Habitat and survival of capercaillie *Tetrao urogallus* nests and broods in the Bavarian alps. *Biological Conservation*, 70, 237–243

- Storch, I. (2000). Status Survey and Conservation Action Plan 2000-2004 Grouse. IUCN. Gland/Cambridge, Switzerland/UK World Pheasant Association (p. 112). Reading, UK.
- Stroud, D. a, & Reed, T. M. (1986). The effect of plantation proximity on moorland breeding waders. *Wader Study Group Bulletin*, 46, 25–28.
- Stroud, D., Reed, T., Pienkowski, M., & Lindsay, R. (1987). Birds, bogs and forestry. *British Birds*, 98–108.
- Summers, R. W., Green, R. ., Proctor, R., Dugan, D., Lambie, D., Moncrieff, R., ... Baines, D. (2004). An experimental study of the effects of predation on the breeding productivity of capercaillie and black grouse. *Journal of Applied Ecology*, 41, 513–525.
- Summers, R. W., Willi, J., & Selvidge, J. (2009). Nest Loss and Attendance at Abernethy Forest, Scotland. *Wildlife Biology*, 15(3), 319–327. doi:10.2981/08-036
- Suter, W., Graf, R. F., & Hess, R. (2002). Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and avian biodiversity: testing the umbrella species concept. *Conservation Biology*, 16(3), 778–788.
- Svobodová, J., Koubová, M., Mrštný, L., Albrecht, T., & Kreisinger, J. (2012). Temporal variation in nest predation risk along habitat edges between grassland and secondary forest in Central Europe. *European Journal of Wildlife Research*, 58, 315–323.
- Šálek, M., Svobodová, J., Bejček, V., & Albrecht, T. (2004). Predation on artificial nests in relation to the numbers of small mammals in the Krušné hory Mts, the Czech Republic. *Folia Zoologica*, 53(3), 312–318.
- Zawadzki, J., & Zawadzka, D. (2012). Population Decline of Capercaillies *Tetrao urogallus* in the Augustów Forest (NE Poland). *Acta Ornithologica*, 47(2), 199–204.
- Wegge, P., & Kastdalen, L. (2007). Pattern and causes of natural mortality of capercaille, *Tetrao urogallus*, chicks in a fragmented boreal forest. *Annales Zoologici Fennici*, 44(April), 141–151.
- Wegge, P., & Kastdalen, L. (2008). Habitat and diet of young grouse broods: Resource partitioning between Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and Black Grouse (*Tetrao tetrix*) in boreal forests. *Journal of Ornithology*, 149(123), 237–244

- Wegge, P., & Rolstad, J. (2011). Clearcutting forestry and Eurasian boreal forest grouse: Long-term monitoring of sympatric capercaillie *Tetrao urogallus* and black grouse *T. tetrix* reveals unexpected effects on their population performances. *Forest Ecology and Management*, 261(9)
- Wegge, P., Ingul, H., Pollen, V. O., Halvorsrud, E., Sivkov, A. V., & Hjeljord, O. (2012). Comparing predation on forest grouse nests by avian and mammalian predators in two contrasting boreal forest landscapes by the use of artificial nests. *Ornis Fennica*, 89, 145–156.
- Whelan, J., Dilger, M. L., Ronson, D., Hallyn, N., & Dilger, S. (1994). Effects of olfactory cues on artificial-nest experiments. *The Auk*, 111(4), 945–952.
- Viht, E., & Randla, T. (2001). *Metsise kaitsekorralduskava*. Keskkonnaministeerium.
- Viht, E., & Randla, T. (2002). Metsis. Eesti asurkonna seisund ja säilimise väljavaated. *Hirundo Supplementum*, 5.
- Villard, M. a., & Pärt, T. (2004). Don't put all your eggs in real nests: A sequel to Faaborg. *Conservation Biology*, 18(2), 371–372.
- Wilson, J. D., Anderson, R., Bailey, S., Chetcuti, J., Cowie, N. R., Hancock, M. H., Thompson, D. B. a. (2014). Modelling edge effects of mature forest plantations on peatland waders informs landscape-scale conservation. *Journal of Applied Ecology*, 51, 204–213.
- Väisänen, R. A., & Rauhala, P. (1983). succession of land bird communities on large areas of peatlands drained for forestry.pdf. *Annales Zoologici Fennici*, 20, 115–127.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Eliisa Pass ,

(autori nimi)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

„Siirdesoometsade kuivendamise mõju metsise (Tetrao urogallus) pesariüüstele – katse tehispesadega“,

(lõputöö pealkiri)

mille juhendajad on Asko Lõhmus ja Karli Ligi

(juhendaja nimi)

- 1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
- 1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, **25.05.2015**